



Burn severity and fire spread in the Purépecha region of Michoacán, Mexico, in 2024 using remote sensing

Niveles de afectación y propagación de los incendios de 2024 en la región purépecha de Michoacán mediante teledetección

✉ [Rodrigo Piñón-Cervantes](#); ✉ [María L. España-Boquera*](#); ✉ [María D. Uribe-Salas](#);

✉ [Omar Champo-Jiménez](#); ✉ [Luis López-Pérez](#); ✉ [Alfredo Reyes-Tena](#)

Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Instituto de Investigaciones Agropecuarias y Forestales.
Posta Veterinaria, carretera Morelia-Zinapécuaro s/n. C. P. 58880. Tarímbaro, Michoacán, México.

*Corresponding author: boquera@umich.mx

Abstract

Introduction. Fire severity refers to the magnitude of ecological change caused by fire and is influenced by fire intensity and duration, as well as by vegetation density and type. Fire severity can be assessed using satellite-derived data.

Objective. To analyze the major wildfires detected by the NOAA-21 VIIRS sensor in the Purépecha region of Michoacán in 2024 to determine the burned area, affected land-cover types, severity, and fire spread.

Materials and methods. Using Sentinel-2 imagery of the study area, pre- and post-fire differences in the Normalized Burn Ratio (dNBR) and Normalized Difference Vegetation Index (dNDVI) were calculated and analyzed by land-cover type.

Results. A total of 18 815.43 ha were burned. Agricultural burning accounted for 19 % of the burned area, while pine forest accounted for 33 %; the latter had the largest area classified as highly affected, totaling 1 088.15 ha. The analysis identified 12 burned areas, most of them located in the municipality of Chilchota. Some fires originated from agriculture burning, whereas most fires in forested areas were attributed to negligence or to the expansion of avocado production.

Conclusions. The burned areas showed varying levels of fire severity, which may facilitate post-fire recovery if seed banks remain in the less severely affected patches. In pine forests, areas experiencing low to moderate fire severity showed relatively small reductions in vegetation density, suggesting that relatively rapid recovery may be expected.

Keywords: pine forest; vegetation density; fire hotspots; agricultural burning; Sentinel-2.

Resumen

Introducción. La severidad de un incendio es la magnitud del cambio ecológico causado por el fuego y depende de su intensidad y duración, así como de la densidad y el tipo de vegetación. La severidad puede evaluarse a partir de datos satelitales.

Objetivo. Analizar los principales incendios detectados por el sensor VIIRS de NOAA-21 en la región purépecha de Michoacán en el año 2024, para conocer la superficie quemada, las coberturas afectadas, el nivel de afectación y la propagación del fuego.

Materiales y métodos. A partir del análisis de imágenes Sentinel-2 de la zona de estudio, se calcularon las diferencias entre antes y después de los incendios de los índices de Quema Normalizado (dNBR, por sus siglas en inglés) y de Vegetación de Diferencia Normalizada (dNDVI, por sus siglas en inglés) y se analizaron por cobertura.

Resultados. En total se quemaron 18 815.43 ha. Las quemas agrícolas representaron 19 %, mientras que 33 % correspondió al bosque de pino; esta cobertura tuvo la mayor superficie con nivel de afectación alto (1 088.15 ha). Se identificaron 12 zonas siniestradas, mayoritariamente en el municipio de Chilchota. Algunos incendios se originaron por quemas agrícolas, pero la mayoría en zonas forestales por negligencia o para extender la zona aguacatera.

Conclusiones. Las zonas quemadas presentaron una afectación mixta, lo que puede ayudar a su recuperación si en los parches menos afectados quedan bancos de semillas. En el bosque de pino, cuando la afectación fue baja o moderada, la pérdida relativa de densidad fue baja, por lo que puede esperarse una pronta recuperación.

Palabras clave: bosque de pino; densidad de vegetación; puntos de calor; quemas agrícolas; Sentinel-2.

Please cite this article as follows (APA 7): Piñón-Cervantes, R., España-Boquera, M. L., Uribe-Salas, M. D., Champo-Jiménez, O., López-Pérez, L., & Reyes-Tena, A. (2026). Burn severity and fire spread in the Purépecha region of Michoacán, Mexico, in 2024 using remote sensing. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 32, e25051. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2025.12.051>



Introduction

In many forest ecosystems, wildfires play an important role in vegetation renewal and regeneration (Rosales-Mata et al., 2021). However, historical fire regimes have been altered over recent decades, resulting in adverse effects on ecosystem patterns and processes (Martínez-Garza et al., 2022; Richardson et al., 2022). Approximately 98 % of wildfires are estimated to have anthropogenic causes associated with social factors, vandalism, negligence, and agricultural activities (Silva-Cardoza et al., 2022), with the latter accounting for at least 40 % of wildfires in Mexico (Galván & Magaña, 2020).

In addition to a human or natural ignition source, wildfire occurrence depends on favorable weather conditions (high temperatures, low humidity, and strong winds) and adequate fuel availability combustible (Jardel-Peláez et al., 2014; Neves-daSilva et al., 2023). Rising temperatures, precipitation deficits, and increasingly frequent extreme droughts associated with global warming have heightened wildfire risk, leading to fires that are becoming more extensive and severe (Agbeshie et al., 2022; Richardson et al., 2022).

Fire severity is defined as the magnitude of ecological change caused by fire, as observed immediately after a wildfire (Lentile et al., 2006), encompassing the immediate or first-order effects of fire (Jardel-Peláez et al., 2014). The type, abundance, and flammability of available fuels depend on the vegetation type and its density prior to the fire (Ortiz-Mendoza et al., 2024). The severity of damage often depends on fire duration than on fire intensity, as a fast-moving fire has low severity on belowground processes (Lentile et al., 2006). Fire severity can determine the time required for ecosystem recovery (Rifai et al., 2024), because vegetation response depends on the extent of damage to vegetation and soil, as well as the resilience of the affected ecosystem (Jardel-Peláez et al., 2014; Lewis et al., 2017). Some species in the genera *Pinus* and *Quercus* can resprout after fire (Martínez-Garza et al., 2022), whereas other rely on the survival of the seed bank or on seed dispersal from surrounding areas (Flores-Rodríguez et al., 2021).

The most effective way to detect and monitor wildfires in near real time and over time is through satellite data (Chuvieco et al., 2019). The detection of active fire hotspots enables the identification of major fires and the analysis of their spread and duration (Dong et al., 2023). Currently, the VIIRS (Visible Infrared Imaging Radiometer Suite) sensor aboard the Suomi-NPP, NOAA-20 and NOAA-21 satellites, in collaboration with NASA (National Aeronautics and Space Administration), along with Sentinel-3 of the European Space Agency' (ESA) Copernicus program, provides increasingly efficient and accurate wildfire detection (Román et al., 2024).

Introducción

En muchos ecosistemas boscosos, los incendios forestales son vitales para la renovación y el rejuvenecimiento de sus elementos vegetales (Rosales-Mata et al., 2021); sin embargo, los regímenes históricos de incendios se han alterado en las últimas décadas, lo que ha originado impactos negativos en los patrones y procesos de los ecosistemas (Martínez-Garza et al., 2022; Richardson et al., 2022). Se estima que cerca de 98 % de los incendios tienen causas antropogénicas relacionadas con cuestiones sociales, vandalismo, negligencia y actividades agropecuarias (Silva-Cardoza et al., 2022) y que estas últimas están en el origen de al menos 40 % de los incendios forestales en México (Galván & Magaña, 2020).

Además de una fuente de ignición humana o natural, para que se produzca un incendio se requieren condiciones climáticas propicias (temperaturas altas, humedad baja y vientos fuertes) y disponibilidad de combustible (Jardel-Peláez et al., 2014; Neves-daSilva et al., 2023). El aumento de las temperaturas, el déficit de precipitación y las sequías extremas, que son cada vez más frecuentes debido al calentamiento global, han incrementado el riesgo de incendios forestales, cuya extensión y gravedad son cada vez mayores (Agbeshie et al., 2022; Richardson et al., 2022).

La gravedad o severidad de un incendio se entiende como la magnitud del cambio ecológico causado por el fuego, tal como se observa inmediatamente después del siniestro (Lentile et al., 2006), es decir, los efectos inmediatos o de primer orden (Jardel-Peláez et al., 2014). La naturaleza de los combustibles disponibles, su cantidad y combustibilidad dependen del tipo de vegetación y de su densidad antes del incendio (Ortiz-Mendoza et al., 2024). La severidad del daño suele depender más de la duración del fuego que de su intensidad, pues un incendio de movimiento rápido deja los procesos subterráneos prácticamente intactos (Lentile et al., 2006). La gravedad del incendio puede determinar el tiempo de recuperación del ecosistema (Rifai et al., 2024), dado que la respuesta de la vegetación depende en gran medida del alcance de los daños sufridos por las plantas y el suelo, así como de la resiliencia del ecosistema afectado (Jardel-Peláez et al., 2014; Lewis et al., 2017). Algunas especies de los géneros *Pinus* y *Quercus* tienen la capacidad de rebrotar tras un incendio (Martínez-Garza et al., 2022), mientras que otras dependen de la supervivencia del banco de semillas o de su dispersión desde el vecindario (Flores-Rodríguez et al., 2021).

La forma más eficiente de detección y monitoreo de los incendios en tiempo casi real o a lo largo del tiempo es a través de datos satelitales (Chuvieco et al., 2019). La detección de los puntos de calor permite la identificación de los incendios de mayor importancia y el análisis de su propagación y duración (Dong et al., 2023). Actualmente, el sensor VIIRS (Visible Infrared Imaging Radiometer

Burned area and fire severity can be assessed through the analysis of high-resolution multispectral satellite imagery from platforms such as NASA's Landsat and ESA's Sentinel-2 satellites (Balcázar Medina et al., 2025; Pelletier et al., 2024; Zhang et al., 2023). The Normalized Burn Ratio (NBR) and Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) capture changes in vegetation and soil conditions before and after fire (dNBR and dNDVI), reflecting fire-induced alterations in visible and infrared reflectance (Llorens et al., 2021). Fire severity is therefore assessed based on a dNBR-derived level of severity that has been standardized and validated against field data, primarily using the Composite Burn Index (CBI) (Silva-Cardoza et al., 2022). Studies applying this methodology include those by Sobrino et al. (2019) and Llorens et al. (2021), which examined wildfires in the Iberian Peninsula in 2017. In Mexico, Silva-Cardoza et al. (2022) assessed fire severity in the Sierra Madre Occidental of Durango in 2019, while España-Boquera et al. (2024) analyzed wildfires that occurred in Michoacán in 2021. Within the state, the Purépecha region is among the areas most affected by fire, owing to both its extensive forest resources and its proximity to the avocado-growing region (España-Boquera et al., 2016, 2022; Olivares-Martínez et al., 2023). In 2024, some of the largest wildfires in the state occurred in this region (Piñón-Cervantes et al., 2026).

The objective of this study was to determine the burned area, affected land-cover types, level of damage, and fire spread associated with the major wildfires detected by the NOAA-21 sensor in the Purépecha region of Michoacán during 2024 using Sentinel-2 imagery. This information can help improve our understanding of wildfire dynamics and inform prevention and restoration strategies, particularly under increasingly warmer climatic conditions. It is hypothesized that the chronology of fire spread can facilitate the identification of fire hotspots and their potential causes, which are predominantly anthropogenic.

Materials and methods

Study area

The study area is located in the northern part of the Purépecha region of the state of Michoacán, Mexico, where the most significant wildfires of 2024 occurred (Piñón-Cervantes et al., 2026). The area is located within the coordinates 102° 15' - 101° 55' W and 19° 42' - 20° 1' N. The predominant land-cover types include temperate pine and oak forests and their secondary vegetation, low deciduous forest and its secondary vegetation, as well as agricultural areas, human settlements, and water bodies (Figure 1), according to Series VII of the Land Use and Vegetation Map of the Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI, 2018). The topography

Suite) en los satélites Suomi-NPP, NOAA-20 y NOAA-21 en colaboración con la NASA (National Aeronautics and Space Administration), así como Sentinel-3 del sistema Copernicus de la ESA (European Space Agency), son los encargados de la detección de incendios, de manera cada vez más eficiente y precisa (Román et al., 2024).

La evaluación de la superficie quemada y del nivel de severidad del daño causado por el fuego puede abordarse a partir del análisis de imágenes satelitales multiespectrales de resolución alta, como las de los satélites Landsat de la NASA o Sentinel-2 de la ESA (Balcázar Medina et al., 2025; Pelletier et al., 2024; Zhang et al., 2023). El Índice de Quema Normalizado (NBR, por sus siglas en inglés) y el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI, por sus siglas en inglés) captan la diferencia en la vegetación y el suelo, entre antes y después del fuego (dNBR y dNDVI), debido a las alteraciones que este provoca en las reflectancias visibles e infrarrojas (Llorens et al., 2021). Así, la severidad se evalúa según un nivel de afectación derivado del dNBR que ha sido estandarizado y validado con datos de campo, a partir principalmente del Índice Compuesto de Quema (CBI, por sus siglas en inglés) (Silva-Cardoza et al., 2022). Algunos estudios basados en esta metodología son los de Sobrino et al. (2019) y Llorens et al. (2021) en los incendios de la península Ibérica de 2017. En México, Silva-Cardoza et al. (2022) evaluaron la severidad de incendios en la Sierra Madre Occidental de Durango en 2019 y España-Boquera et al. (2024) analizaron los incendios ocurridos en 2021 en Michoacán. En esta entidad, entre las áreas más afectadas por el fuego destaca la región purépecha, tanto por su riqueza forestal, como por su cercanía a la franja aguacatera (España-Boquera et al., 2016, 2022; Olivares-Martínez et al., 2023); en 2024 tuvo los incendios más grandes de Michoacán (Piñón-Cervantes et al., 2026).

El objetivo del presente estudio fue determinar la superficie quemada, las coberturas afectadas, el nivel de afectación y la propagación del fuego de los principales incendios detectados por el sensor VIIRS de NOAA-21 en la región purépecha de Michoacán durante 2024, haciendo uso de imágenes Sentinel-2. Esta información puede ayudar a comprender la naturaleza de los incendios y a orientar las estrategias de prevención y restauración, especialmente en condiciones climáticas de creciente calentamiento. Se presupone que la cronología de la propagación del fuego permite la identificación de puntos de calor y sus posibles causas, las cuales son mayoritariamente antropogénicas.

Materiales y métodos

Zona de estudio

La zona de estudio se encuentra al norte de la región purépecha del estado de Michoacán, México, donde

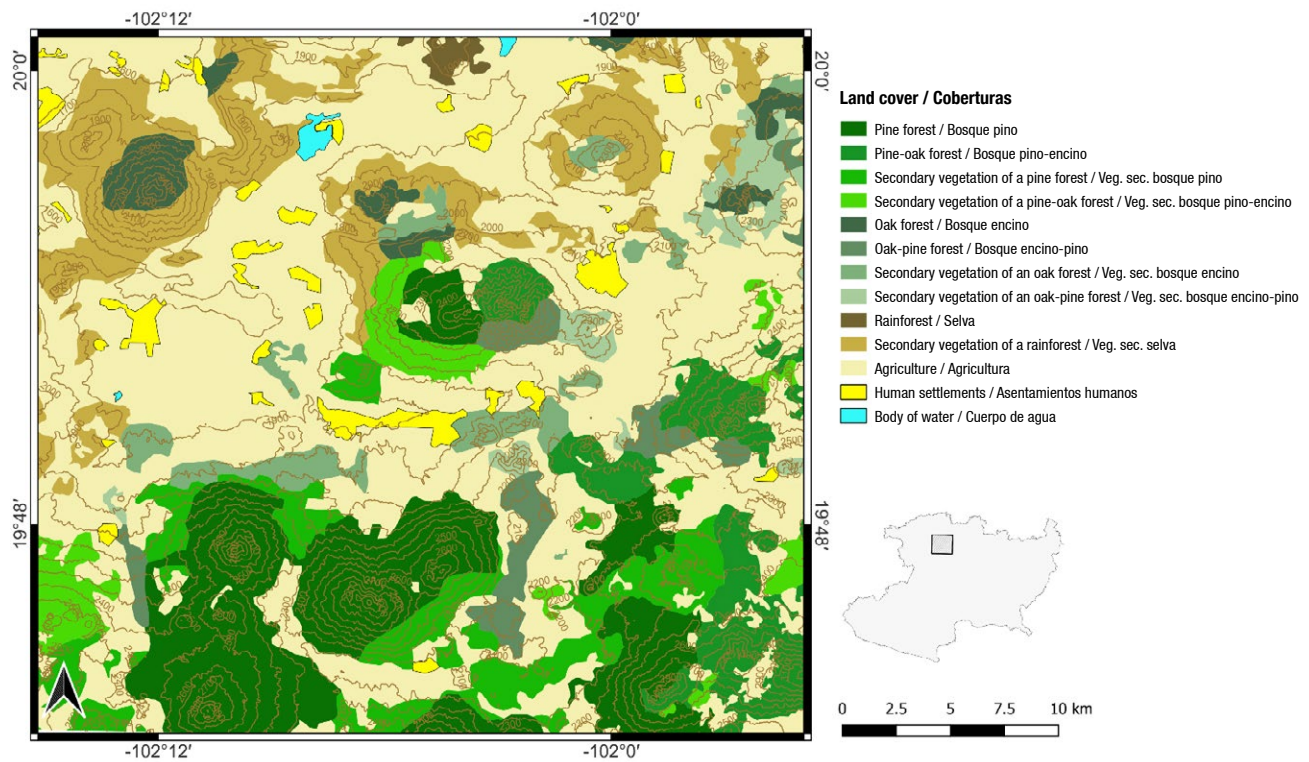


Figure 1. Land-cover map of the study area in the northern part of the Purépecha region of the state of Michoacán, Mexico, according to Series VII of INEGI (2018).

Figura 1. Mapa de coberturas de la zona de estudio, al norte de la región purépecha del estado de Michoacán, México según la Serie VII de INEGI (2018).

is characterized by several hills with elevations ranging from 1 548 to 3 301 m (Durán Carmona et al., 2003).

Figure 2 shows the delineation of the potentially burned area in the municipalities located in the northern part of the Purépecha region of Michoacán, defined as the aggregate of 600-m buffers drawn around each hotspot detected by the VIIRS sensor (Piñón-Cervantes et al., 2026). The total area is 23 710.89 ha.

Download and preprocessing of Sentinel-2 imagery

Sentinel-2 level-2A images with geometric, radiometric, and atmospheric corrections were downloaded (ESA, 2026). One pre-fire date (February 18, 2024) and one post-fire date (June 17, 2024) were selected based on the wildfires identified in the VIIRS data (NASA, 2024), for which the four tiles required to cover the study area were available: 13QGC (northwest), 13QGB (southwest), 13QHC (northeast) and 13QHB (southeast). Clouds and plastic covering over agricultural crops were excluded from the analysis.

For each date, the portion of each tile corresponding to the study area was clipped, leaving longitudinal and transverse overlap strips. At the same time, the 12 spectral bands, with spatial resolutions of 10, 20, and 60 m, were resampled to 10 m.

ocurrieron los incendios forestales más importantes de 2024 (Piñón-Cervantes et al., 2026). El área está delimitada por las coordenadas 102° 15' - 101° 55' O y 19° 42' - 20° 1' N. Entre las coberturas presentes destacan los bosques templados de pino y encino con sus vegetaciones secundarias, selva baja caducifolia (o bosque tropical seco) y su vegetación secundaria, así como zonas agrícolas, asentamientos humanos y cuerpos de agua (Figura 1), de acuerdo con la Serie VII del mapa de suelo y vegetación del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI, 2018). El relieve está marcado por la presencia de varios cerros con elevaciones de 1 548 a 3 301 m (Durán Carmona et al., 2003).

La Figura 2 muestra la delimitación del área potencialmente quemada en los municipios al norte de la región purépecha de Michoacán, definida como el agregado de búferes de 600 m trazados alrededor de cada punto de calor detectado por el sensor VIIRS (Piñón-Cervantes et al., 2026). La superficie total es de 23 710.89 ha.

Descarga y procesamiento de las imágenes Sentinel-2

Se descargaron imágenes Sentinel-2 de nivel 2A con correcciones geométrica, radiométrica y atmosférica (ESA, 2026). Se seleccionó una fecha anterior (18/02/2024) y una

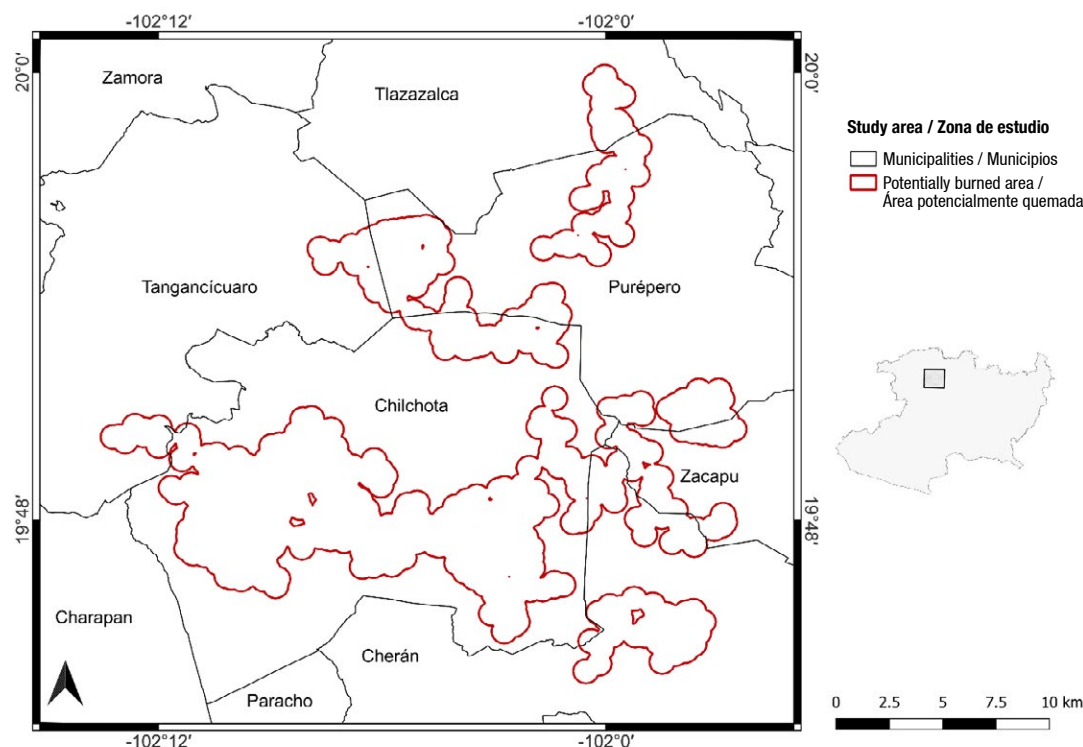


Figure 2. Delineation of the potentially burned area associated with wildfires that occurred in 2024 in municipalities within the Purépecha region of Michoacán, Mexico.

Figura 2. Delimitación del área potencialmente quemada en los incendios de 2024 en municipios de la región purépecha de Michoacán, México.

Classification according to level of severity

For each clipped image, the NBR was calculated for both dates, before and after the wildfires, using the formula adapted to the Sentinel-2 bands (Llorens et al., 2021), where B8 is the Sentinel-2 near-infrared band (832.8 nm) and B12 is the shortwave infrared band (2 202.4 nm): $NBR = (B8 - B12) / (B8 + B12)$.

The corresponding mosaic was then constructed by merging the four clipped images that comprise the study area, including the overlapping strips. The difference in the index value between the two dates was calculated as follows: $dNBR = NBR_{before} - NBR_{after}$. Subsequently, the burned-area mask was applied; that is, pixels outside this area were excluded from the analysis.

Based on the dNBR, the level of severity for each pixel was determined according to the classification developed by the United States Geological Survey (USGS) (Sobrino et al., 2019): $dNBR < 0.1$, unburned; $0.1 \leq dNBR < 0.27$, low severity; $0.27 \leq dNBR < 0.44$, moderately low severity; $0.44 \leq dNBR < 0.66$, moderately high severity; and $0.66 \leq dNBR$, high severity.

The land-use and vegetation cover classes derived from Series VII of INEGI (2018) were overlaid on the severity map to calculate the burned area for each land-cover class.

posterior (17/06/2024) a los incendios identificados en los datos VIIRS (NASA, 2024), en las que estuvieran disponibles las cuatro teselas necesarias para cubrir la zona de estudio: 13QGC (noroeste), 13QGB (suroeste), 13QHC (noreste) y 13QHB (sureste). Las nubes y las cubiertas plásticas de cultivos agrícolas se eliminaron del análisis.

Para cada fecha, en cada tesela se recortó la parte correspondiente dentro de la zona de estudio, dejando una franja de superposición longitudinal y transversal. Al mismo tiempo, las 12 bandas radiométricas (con resoluciones espaciales de 10, 20 y 60 m) se remuestrearon a 10 m.

Clasificación por niveles de afectación

Para cada recorte se calculó el índice NBR para las dos fechas, previa y posterior a los incendios, según la fórmula adaptada a las bandas Sentinel-2 (Llorens et al., 2021), donde B8 es la banda Sentinel-2 en el infrarrojo cercano (832.8 nm) y B12 es la banda en el infrarrojo de onda corta (2 202.4 nm): $NBR = (B8 - B12) / (B8 + B12)$.

Después se construyó el mosaico correspondiente mediante la unión de los cuatro recortes que conforman la zona de estudio y con franjas de superposición. La diferencia del valor del índice entre las dos fechas se calculó como: $dNBR = NBR_{antes} - NBR_{después}$.

Assessment of changes in vegetation density

For each clipped image, the NDVI was calculated before and after the wildfires: $NDVI = (B8 - B4) / (B8 + B4)$; where B8 is the Sentinel-2 near-infrared band (832.8 nm) and B4 is the red band (664.6 nm) (España-Boquera et al., 2024; Llorens et al., 2021). The mosaic was constructed by combining the four clipped images, the difference in NDVI between the two dates was calculated both as an absolute value and relative to the initial value, and the burned-area mask was applied:

$$dNDVI = NDVI_{before} - NDVI_{after}$$

$$\%dNDVI = dNDVI / NDVI_{before} * 100$$

To analyze vegetation loss for each land-cover class and level of severity, pre- and post-fire NDVI values were compared for each case.

The data were processed and analyzed using the freely available SNAP software (Sentinel Application Platform [ESA, 2024]). Figure 3 summarizes this methodological process and indicates the SNAP functions used at each step.

Identification of wildfires and analysis of fire spread

Within the burned area, individual wildfires were identified by grouping detections into the same event when they consisted of at least five detections covering a minimum of 100 ha, with a maximum distance of 1200 m between consecutive detections, corresponding to the 600-m buffer around each detection (Piñón-Cervantes et al., 2026).

For each event that occurred within the study area, fire-spread dynamics were interpreted based on the chronological order of the detection dates recorded by the VIIRS sensor, taking into account the affected land-cover classes and severity levels.

The maps were prepared using the freely available QGIS software, version 3.24 (QGIS Development Team, 2024). Event identification was performed in RStudio (2024), and the area affected by each event was visualized in Google Earth.

Results

Land-cover classes and severity levels

Overlaying the burned-area mask with the land-cover map produced the map shown in Figure 4, where 33 % of the total burned area corresponds to pine forest in the hills of Chilchota, Cherán, and Purépero.

Posteriormente, se aplicó la máscara del área quemada; es decir, se anularon los píxeles fuera de esta.

A partir de los valores del dNBR se estableció el nivel de afectación de cada píxel, de acuerdo con la clasificación del United States Geological Survey (USGS) (Sobrinho et al., 2019): $dNBR < 0.1$ sin afectación, $0.1 \leq dNBR < 0.27$ afectación baja, $0.27 \leq dNBR < 0.44$ afectación moderada-baja, $0.44 \leq dNBR < 0.66$ afectación moderada-alta y $0.66 \leq dNBR$ afectación alta.

Las coberturas de uso de suelo y vegetación obtenidas de la Serie VII de INEGI (2018) se superpusieron al mapa de afectación, para calcular la superficie siniestrada de cada cobertura.

Evaluación de cambios en la densidad de vegetación

Para cada recorte se calculó el índice NDVI antes y después de los incendios: $NDVI = (B8 - B4) / (B8 + B4)$; donde B8 es la banda Sentinel-2 en el infrarrojo cercano (832.8 nm) y B4 la banda en el rojo (664.6 nm) (España-Boquera et al., 2024; Llorens et al., 2021). Se construyó el mosaico con los cuatro recortes, se calculó la diferencia del NDVI entre las dos fechas, tanto en valor absoluto como relativo al valor inicial, y se aplicó la máscara del área quemada:

$$dNDVI = NDVI_{antes} - NDVI_{después}$$

$$\%dNDVI = dNDVI / NDVI_{antes} * 100$$

Con el fin de analizar la pérdida de vegetación de cada cobertura y para cada nivel de afectación, se compararon los valores de NDVI previos y posteriores al incendio en cada caso.

Los datos se procesaron y analizaron en el programa de libre acceso SNAP (Sentinel Application Platform [ESA, 2024]). La Figura 3 resume este proceso metodológico e indica las funciones de SNAP utilizadas en cada paso.

Identificación de los incendios y análisis de la propagación del fuego

Dentro de la zona quemada se identificaron los incendios considerando que en un mismo evento (es decir, un conjunto de al menos cinco detecciones con una superficie mínima de 100 ha), la distancia máxima entre detecciones consecutivas es de 1200 m (600 m alrededor de cada detección) (Piñón-Cervantes et al., 2026).

Para cada evento ocurrido en la zona de estudio, se interpretó la dinámica de propagación del fuego con base en el orden cronológico de las fechas de las detecciones registradas por el sensor VIIRS, tomando en cuenta las coberturas afectadas y los niveles de afectación.

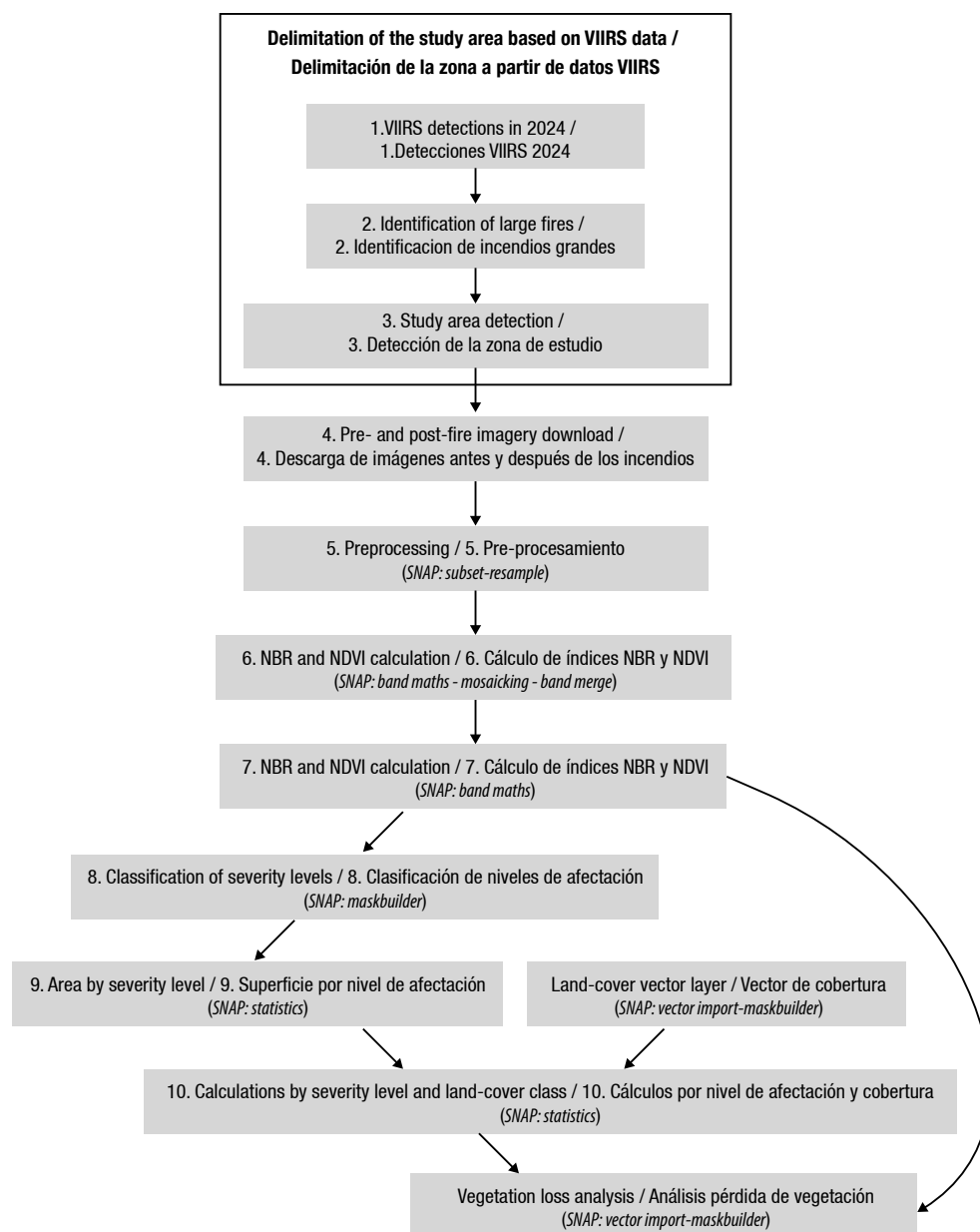


Figure 3. Flowchart of the methodological process used to determine the levels of severity and fire spread based on wildfires detected by the VIIRS (Visible Infrared Imaging Radiometer Suite) sensor. NBR: Normalized Burn Ratio, NDVI: Normalized Difference Vegetation Index.

Figura 3. Diagrama de flujo del proceso metodológico para determinar los niveles de afectación y propagación de incendios detectados por el Sensor VIIRS (Visible Infrared Imaging Radiometer Suite). NBR: Índice de Quema Normalizado, NDVI: Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada.

Agricultural burning accounted for 19 % of the burned area, followed by pine-oak forest (11 %), oak forest (9 %) and oak-pine forest (8 %). Secondary vegetation, including all variants, accounted for 28 % of the total burned area.

Figure 5 shows the map of severity levels. The total affected area was 18 815.43 ha; clouds, plastic coverings over agricultural crops, and unburned areas were excluded. Of the total area, 33 % exhibited low severity, whereas moderately low and moderately high severity accounted for 29 % and 28 %, respectively. High-severity

Los mapas se elaboraron en el programa de libre acceso QGIS versión 3.24 (QGIS Development Team, 2024), la identificación de los eventos se realizó en RStudio (2024) y la zona afectada en cada evento se visualizó en Google Earth.

Resultados

Coberturas y niveles de afectación

La superposición de la máscara del área quemada con el mapa de coberturas originó el mapa de la Figura 4,

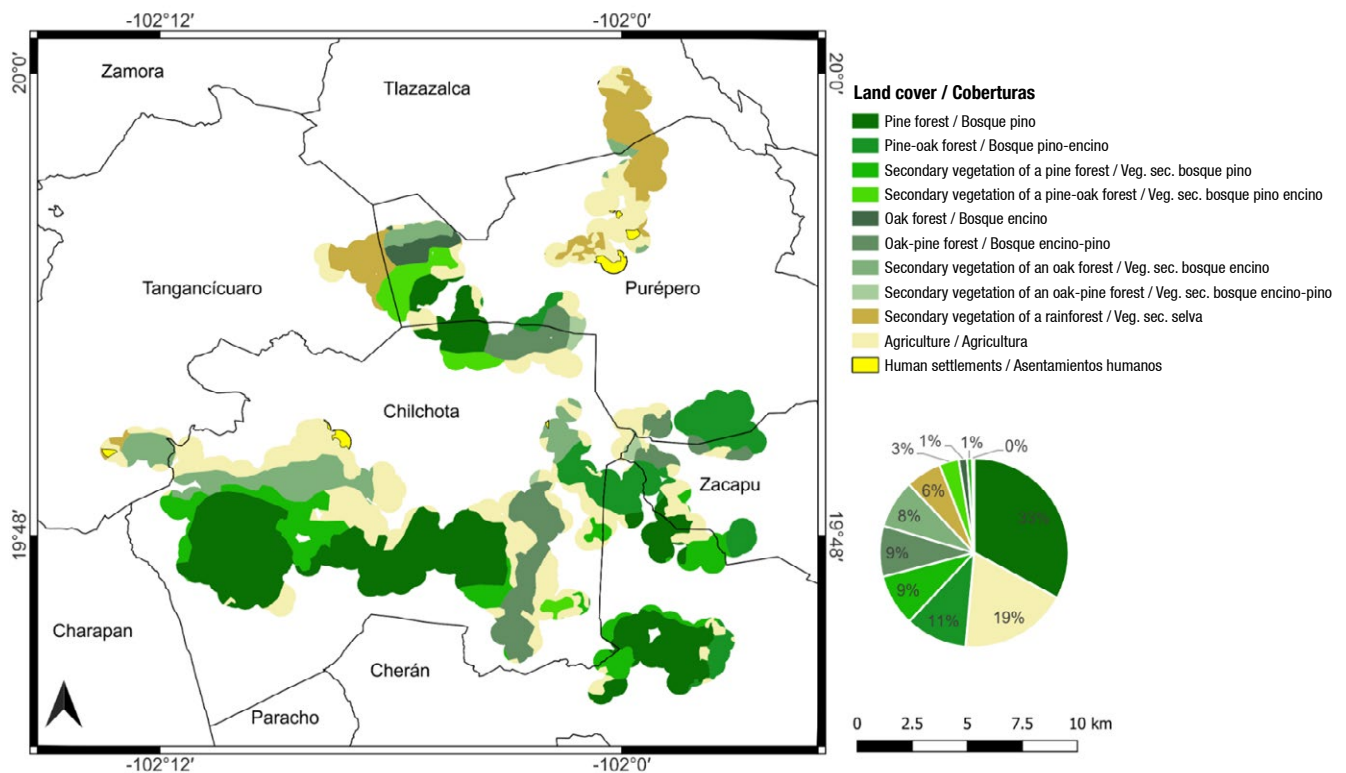


Figure 4. Map of the burned area by vegetation cover in wildfires that occurred in 2024 in the Purépecha region of Michoacán. The total affected area was 18 815.43 ha.

Figura 4. Mapa del área quemada por cobertura vegetal en los incendios de 2024 en la región purépecha de Michoacán. La superficie total afectada fue 18 815.43 ha.

burned areas represented 10 % of the total and were concentrated primarily in pine forests (Figure 5) on the hills in the central and western parts of Chilchota, the western part of Purépero, and the area between Purépero and Zacapu.

Figure 6 shows the burned area of each vegetation cover by severity level. Pine forest had the largest burned areas under moderately high (2 395.77 ha), moderately low (1 703.62 ha), and high (1 088.15 ha) severity levels. Agriculture had the largest burned area under the low-severity category, totaling 2 233.78 ha, mostly consisting of rainfed cropland. Pine-oak and oak-pine forests, as well as secondary vegetation of pine and oak forests, each had approximately 500 ha of burned area under low to moderately high severity levels, with smaller areas under high severity.

Figure 7 shows the mean vegetation density (in terms of NDVI) before the fire ($NDVI_{before}$), as well as the loss of vegetation density caused by fire, expressed in absolute (dNDVI) and relative (%dNDVI) terms, by severity level in each vegetation cover type.

Prior to the fires, vegetation density in the areas that were subsequently burned ranged from 0.36 and 0.82 based on mean NDVI values. For all vegetation

donde 33 % del total del área quemada corresponde a bosque de pino en los cerros de Chilchota, Cherán y Purépero. Las quemas agrícolas representaron 19 % del área quemada. También sobresalen el bosque de pino-encino (11 %), el bosque de encino (9 %) y el bosque de encino-pino (8 %). La vegetación secundaria, sumando todas sus variantes, alcanzó 28 % del área.

La Figura 5 muestra el mapa de niveles de afectación. La superficie total afectada fue 18 815.43 ha; las nubes, cubiertas plásticas de los cultivos y áreas no quemadas se descartaron. Del total, 33 % presenta afectación baja, mientras que las afectaciones moderada-baja y moderada-alta constituyen 29 % y 28 %, respectivamente. La zona quemada con afectación alta representa 10 %, misma que se encuentra principalmente en los bosques de pino (Figura 5) de los cerros de la parte centro y oeste de Chilchota, el oeste de Purépero y entre Purépero y Zacapu.

La Figura 6 muestra la superficie quemada de cada cobertura vegetal por nivel de afectación. El bosque de pino es la cobertura con más afectación moderada-alta (2 395.77 ha), moderada-baja (1 703.62 ha) y alta (1 088.15 ha). La cobertura que presenta más superficie quemada con afectación baja es la agricultura con 2 233.78 ha, mayormente de temporal. A los bosques de

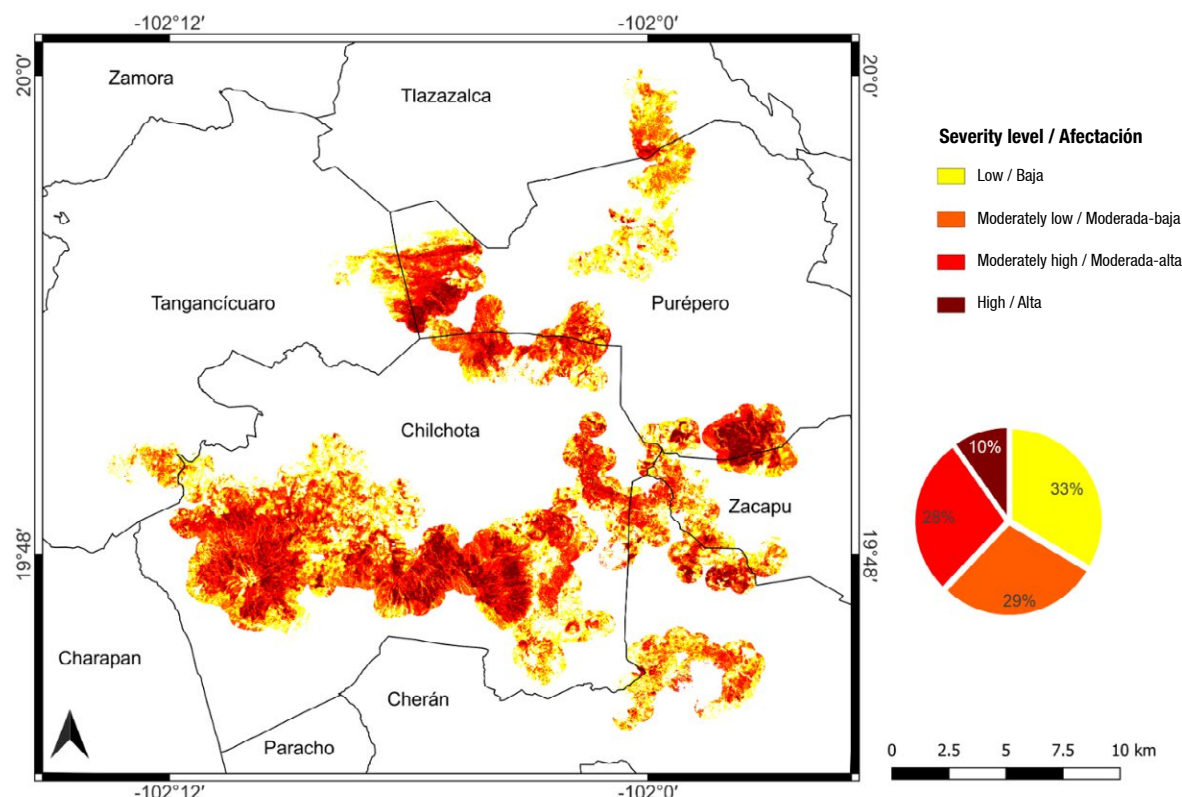


Figure 5. Map of severity levels in the burned area associated with wildfires that occurred in 2024 in the Purépecha region of Michoacán.

Figura 5. Mapa de niveles de afectación del área quemada en los incendios de 2024 en la región purépecha de Michoacán.

cover types, areas experiencing lower fire severity showed lower vegetation density, whereas areas experiencing greater fire severity had higher vegetation density. Pine forest showed high vegetation density, with mean NDVI values of 0.68 in areas with low fire severity and 0.77 in areas with the highest severity. Following the fires, higher fire severity was associated with greater NDVI loss. The greatest losses at all severity levels occurred in secondary vegetation associated with oak-pine forest, ranging from 0.19 to 0.55. In relative terms, pine forest showed the lowest losses at low (27 %), moderately low (38 %) and moderately high (51 %) severity levels. Oak forest had the greatest losses at low (48 %) and moderately low (54 %) severity levels, whereas at high severity, it was one of the vegetation cover types with the lowest relative losses. Excluding agricultural burning, the highest relative losses at high severity were observed in secondary vegetation associated with oak-pine forest and rainforest, both reaching 68 %.

Identification of wildfires and analysis of fire spread

The map in Figure 8 shows the 12 identified wildfire areas, labeled chronologically from A to L. Table 1 summarizes the fire-spread data for each area.

pino-encino y encino-pino, así como a las vegetaciones secundarias de bosque de pino y bosque de encino, corresponden superficies quemadas de alrededor de 500 ha para las afectaciones baja a moderada-alta y superficies menores para la afectación alta.

La Figura 7 muestra los promedios de densidad de vegetación (en términos de NDVI) antes del incendio ($NDVI_{antes}$), así como la pérdida de densidad ocasionada por el fuego, en valor absoluto ($dNDVI$) y relativo ($\%dNDVI$), por nivel de afectación en cada cobertura.

Antes de los incendios, en las zonas que resultaron quemadas, la densidad de vegetación se encontraba en un rango entre 0.36 y 0.82 (valores promedio de NDVI). Para todas las coberturas, las zonas que resultaron menos afectadas por el fuego presentaban menor densidad, mientras que las más afectadas habían sido las más densas. El bosque de pino destacaba por su alta densidad con 0.68 en las zonas que resultaron con baja afectación y 0.77 en las zonas más afectadas. Tras los incendios, la pérdida de NDVI fue mayor cuando los niveles de afectación fueron más altos. Las mayores pérdidas en todos los niveles de afectación se produjeron en la vegetación secundaria de bosque de encino-pino (de 0.19 a 0.55). En términos relativos, el bosque de pino presentó las menores pérdidas

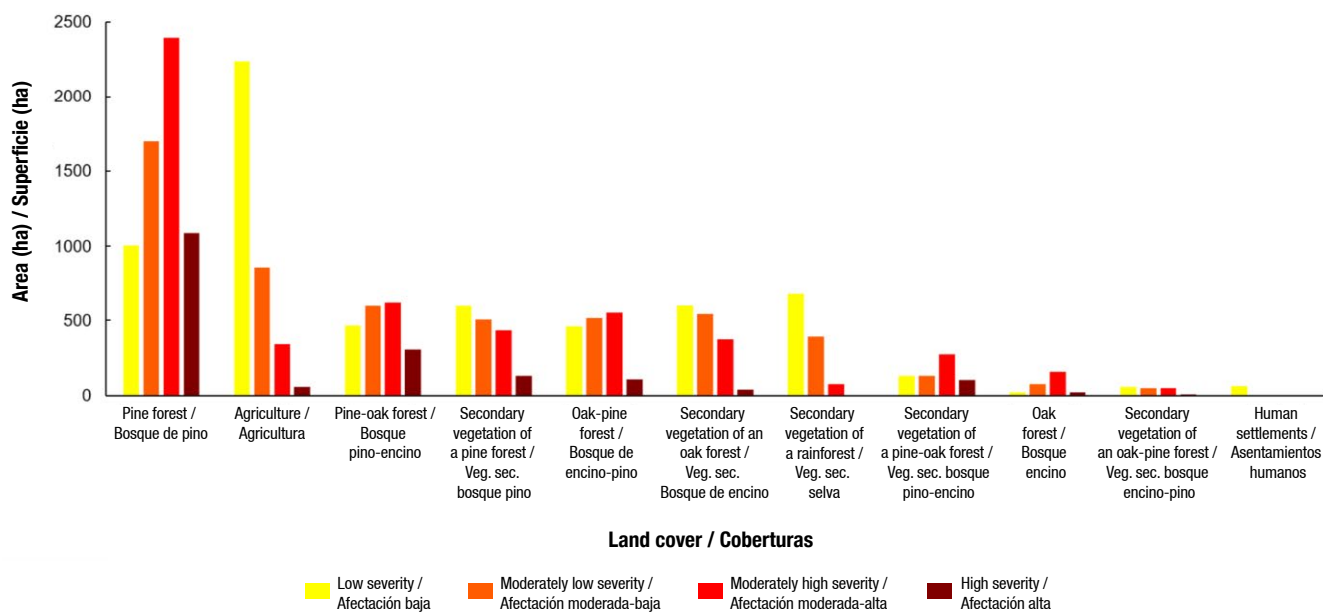


Figure 6. Burned area from wildfires that occurred in the Purépecha region of Michoacán, by vegetation cover and severity level.
Figura 6. Superficie quemada en los incendios de 2024 en la región purépecha de Michoacán, por cobertura vegetal y por nivel de afectación.

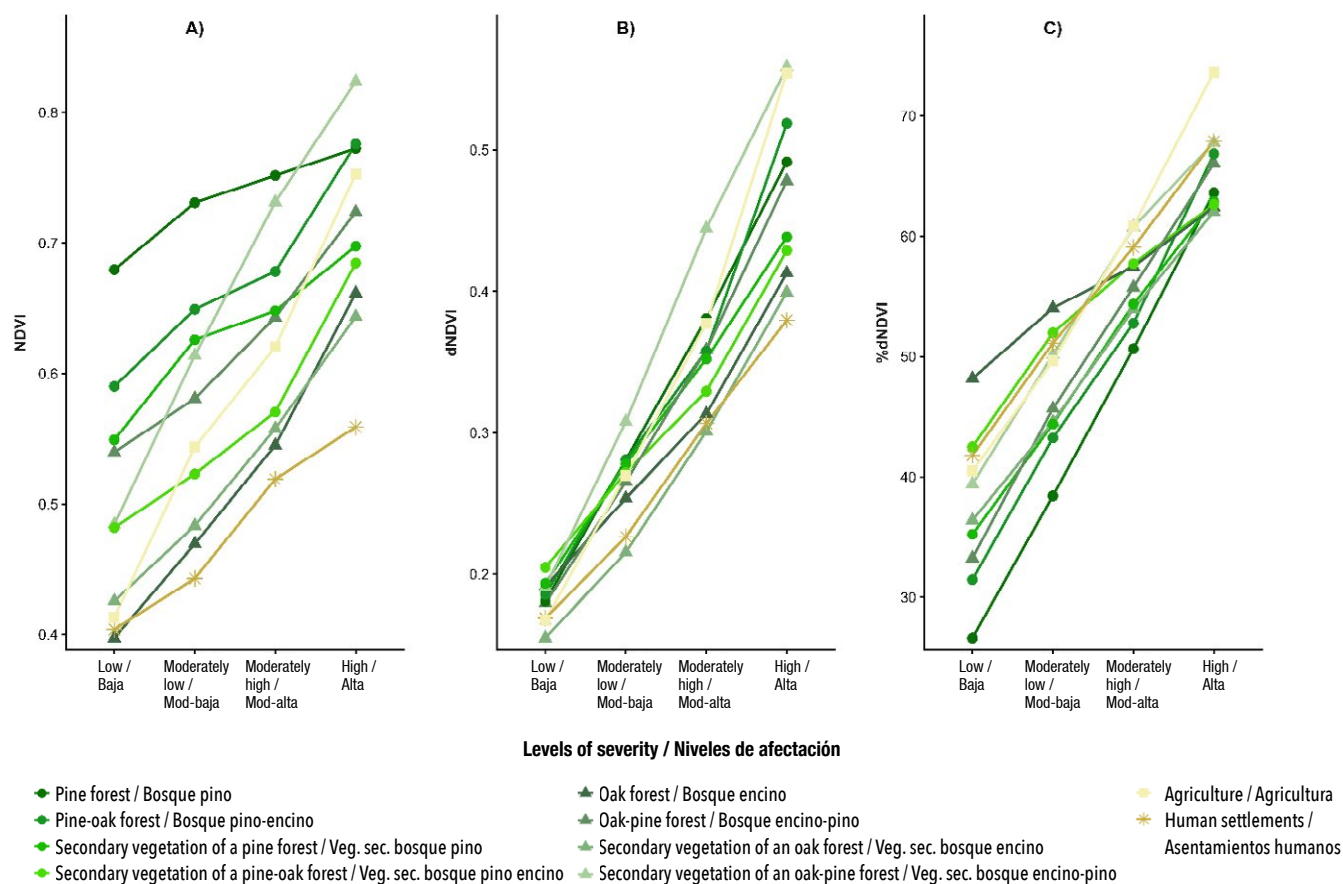


Figure 7. (A) Pre-fire vegetation density (NDVI), (B) absolute NDVI loss (dNDVI) and (C) vegetation density loss (%dNDVI), by vegetation cover type and burn severity level (low, moderately low, moderately high, and high) in areas burned by wildfires in 2024 in the Purépecha region of Michoacán.

Figura 7. (A) Densidad de vegetación (NDVI) antes del incendio, (B) pérdida absoluta de NDVI (dNDVI) y (C) pérdida de densidad de vegetación (%dNDVI), por cobertura vegetal y nivel de afectación (baja, moderada-baja, moderada-alta y alta) del área quemada en los incendios de 2024 en la región purépecha de Michoacán.

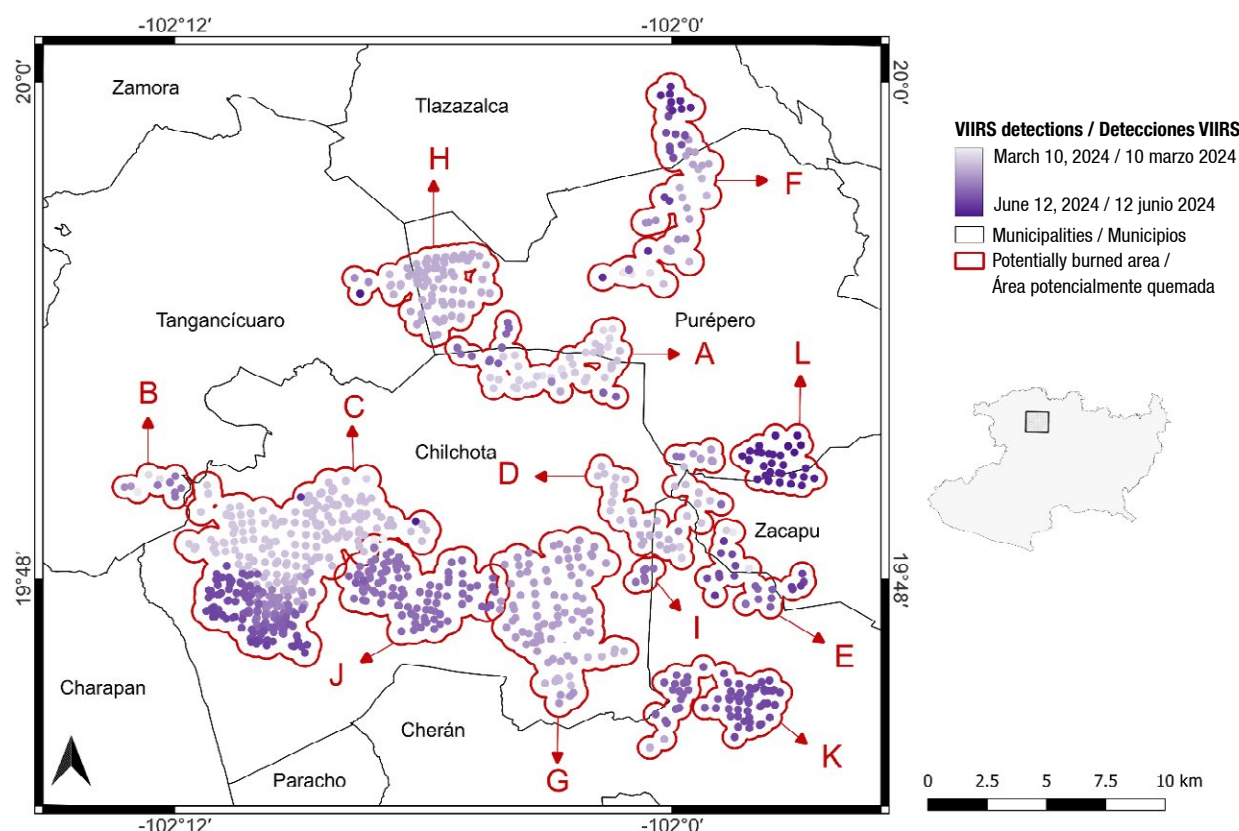


Figure 8. Areas identified within the burned area resulting from wildfires that occurred in 2024 in the municipalities of the Purépecha region of Michoacán.

Figura 8. Zonas identificadas en el área quemada en los incendios de 2024 en los municipios de la región purépecha de Michoacán.

Discussion

In 2024, the VIIRS NOAA-21 sensor detected several wildfires affecting more than 18000 ha in the Purépecha region of Michoacán, representing the largest burned area in the state that year. This can be classified as a large-scale wildfire, similar in size to the wildfire that occurred in Pontevedra (Galicia, España) in 2017 (Sobrino et al., 2019), and larger than the wildfires reported by Yilmaz (2025) in Turkey, the largest of which affected 9613 ha. The severity levels confirm that the events were significant, with 33 % classified as low severity, 29 % as moderately low, 28 % as moderately high and 10 % as high, percentages similar to those reported for wildfires that occurred in northwestern Michoacán in 2021 (España Boquera et al., 2024). Analysis of the detection dates enabled the reconstruction of fire spread and the identification of 12 areas affected by wildfire events (Figure 8). The largest areas (C, J and G) extend through the municipality of Chilchota. Some of the burned areas overlap with those affected by the wildfires that occurred in 2021, when 49522 ha were reported as affected in the same area of the municipality of Chilchota and adjacent areas (España-Boquera et al., 2024).

en la afectación baja (27 %), moderada-baja (38 %) y moderada-alta (51 %). El bosque de encino presentó las mayores pérdidas en la afectación baja (48 %) y moderada-baja (54 %), mientras que en la afectación alta fue una de las coberturas con menores pérdidas relativas. Exceptuando las quemas agrícolas, las mayores pérdidas relativas en las afectaciones altas correspondieron a las vegetaciones secundarias de bosque de encino-pino y de selva (68 %).

Identificación de los incendios y análisis de la propagación del fuego

El mapa de la Figura 8 muestra las 12 zonas de incendios identificadas y nombradas cronológicamente de la A a la L. El Cuadro 1 resume los datos de propagación de los incendios de cada zona.

Discusión

En 2024, el sensor VIIRS NOAA-21 detectó varios incendios en más de 18000 ha de la región purépecha en Michoacán, la mayor zona quemada en el estado ese año. Se trata de un incendio de gran dimensión, similar al de Pontevedra (Galicia, España) de 2017 (Sobrino et al., 2019), y más grande que los incendios reportados

Table 1. Fire spread in the areas identified as affected by wildfires in 2024 in the Purépecha region of Michoacán.**Cuadro 1. Propagación del fuego en las zonas identificadas con incendios en el 2024 en la región purépecha de Michoacán.**

Zone/ Zona	Area (ha)/ Superficie (ha)	Municipalities/ Municipios	First and Last detection/ Primera y última detección	Severity/ Afectación	Most affected vegetation cover/ Cobertura más afectada
A	1 800	Chilchota Purépero	10/03 30/04	Moderately high and high/ Moderada-alta y alta	Pine forest and oak pine forest/ Bosque de pino y de encino-pino
B	450	Tangancícuaro	11/03 25/04	No severity to moderately high/ Sin afectación hasta moderada-alta	Secondary vegetation of an oak forest/ Vegetación secundaria de bosque de encino
C	1 700	Cherán Chilchota Zacapu Purépero	20/03 27/04	High/ Alta	Oak-pine forest/ Bosque de encino-pino
D	5 300	Chilchota	18/03 15/05	Moderately high and high/ Moderada-alta y alta	Pine forest/ Bosque de pino
E	1 000	Zacapu Cherán	20/03 22/05	Moderately high and high/ Moderada-alta y alta	Pine forest and secondary vegetation of a pine forest/ Bosque de pino y vegetación secundaria de bosque de pino
F	1 800	Tlazazalca Purépero	25/03 04/06	High	Oak forest/ Bosque de encino
G	3 200	Chilchota	26/03 08/04	Moderately high and high	Pine forest/ Bosque de pino
H	1 800	Tangancícuaro Purépero	27/03 02/04		Pine forest, oak forest and secondary vegetation of a pine- oak forest/ Bosque de pino, bosque de encino y vegetación secundaria de pino-encino
I	200	Chilchota Cherán	28/04 29/04	Moderately high and high/ Moderada-alta y alta	Secondary vegetation of a pine forest/ Vegetación secundaria de bosque de pino
J	2 300	Chilchota	28/04 05/05	Moderately high and high/ Moderada-alta y alta	Pine forest/ Bosque de pino
K	1 600	Cherán Chilchota	03/05 14/05	Low to moderately high/ Baja a moderada-alta	Pine forest and secondary vegetation of a pine forest and of a pine-oak forest/ Bosque de pino y vegetación secundaria de pino y de pino-encino
L	900	Purépero Zacapu	05/06 12/06	High/ Alta	Pine-oak forest/ Bosque de pino-encino

In some cases, wildfire originated in agricultural areas and may be associated with agricultural burning that unintentionally spread into forested areas. Intentional burning for agricultural purposes commonly causes wildfires (Bravo-Espinosa et al., 2014); therefore, the proximity of forest to agricultural activities increases vulnerability under abnormally dry and warm climatic conditions (Galván & Magaña, 2020). This may have been the case in zones A and I; however, in most of the cases analyzed, the wildfires were detected as isolated

por Yilmaz (2025) en Turquía, el mayor de los cuales fue de 9 613 ha. Los niveles de afectación confirman que los eventos fueron de gravedad, con 33 % de afectación baja, 29 % moderada-baja, 28 % moderada-alta y 10 % alta, porcentajes similares a los reportados en los incendios ocurridos en el noroeste de Michoacán en 2021 (España Boquera et al., 2024). El análisis de las fechas de detección permitió la reconstrucción de la propagación del fuego y la identificación de 12 zonas con eventos (Figura 8). Las zonas más grandes (C, J y

events (A, C, D, F and H), or the wildfire appears to have originated in a forested area and subsequently spread into rainfed agricultural areas (G and I).

In all areas, wildfires originating in forested lands were detected. In Zone A, hotspots were identified in pine-oak and oak-pine forests near hiking trails, suggesting that these wildfires may have been caused by human negligence. Indeed, the vulnerability of forest ecosystems to wildfires depends largely on their accessibility and the distance between forest and other human activities (Galván & Magaña, 2020), such as ecotourism. In particular, the presence of roads providing access to forested areas or highways crossing them is considered the most significant risk factor for wildlife occurrence (Flores-Garnica et al., 2025b). In other zones (H, F and L), located near the avocado-growing region, the expansion of avocado orchards at the expense of forested areas has been an ongoing practice for several years (Olivares-Martínez et al., 2023). This land-use change is clearly evidenced by the presence of avocado plantations and water storage ponds visible in Google Earth.

Pine forest was the most extensively burned land-cover type, accounting for 33 % of the burned area, and also exhibited the highest levels of severity (Figures 4, 5 and 6). These forests were located in mountainous areas (Figure 1) characterized by the highest pre-fire forest density (Figure 7). In Mexico, wildfires in pine forests are a common ecological disturbance that can adversely affect biodiversity, ecosystem services, and forest productivity (Quintero-Gradilla et al., 2019). In temperate coniferous forests, trees and shrubs contribute to the formation of fuel beds, where decomposition is limited by cool temperatures, allowing highly flammable leaf litter to accumulate. These conditions can promote intense surface fires or severe crown fires (Jardel-Peláez et al., 2014). Thus, on San Ignacio hill, south of Zone C, the fire remained active for nearly two months, persisting in a smoldering state and periodically reigniting, which may explain the high level of severity observed (Jardel-Peláez et al., 2014; Lentile et al., 2006). However, in other areas, the more rapid spread of fire made it difficult to identify the underlying causal factors, assess the effects of fire, and characterize the ecosystem response (Lentile et al., 2006).

Fire behavior can be simultaneously influenced by multiple factors, resulting in vertical and horizontal spatial heterogeneity in fire effects and subsequent ecological responses (Lentile et al., 2006). Consequently, fire regimes generally show mixed severity, which varies with fuel continuity and vegetation fire tolerance (Poulos et al., 2018), as well as with vegetation diversity and flammability, topography, and moisture gradients

G) atraviesan el municipio de Chilchota. Algunas de las zonas quemadas coinciden con las de los incendios de 2021, donde se contabilizaron 49 522 ha afectadas en las mismas zonas del municipio de Chilchota y sus colindancias (España-Boquera et al., 2024).

En algunas ocasiones, el fuego se inició en zonas agrícolas y puede asociarse a la realización de quemas que se extendieron involuntariamente hacia las áreas boscosas. Es común que las quemas intencionales con fines agrícolas provoquen incendios forestales (Bravo-Espinosa et al., 2014), por lo que la proximidad de los bosques a las actividades agrícolas aumenta la vulnerabilidad bajo condiciones climáticas anormalmente secas y cálidas (Galván & Magaña, 2020). Este podría ser el caso de las zonas A e I; sin embargo, en la mayoría de los casos analizados, las quemas se detectaron como eventos aislados (A, C, D, F y H) o incluso el fuego parece haberse iniciado en una zona forestal, desde donde se propagó hacia áreas agrícolas de temporal (G y I).

En todas las zonas se detectaron incendios originados en superficies forestales. En particular, en la zona A se identificaron puntos de calor en bosques de pino-encino y encino-pino, cerca de rutas de senderismo, lo que hace pensar en incendios iniciados por negligencia. De hecho, la vulnerabilidad de los ecosistemas forestales a los incendios depende en gran medida de su accesibilidad y de la distancia de los bosques a otras actividades humanas (Galván & Magaña, 2020) como el ecoturismo. En particular, la existencia de caminos con acceso a las áreas forestales o de carreteras que las atraviesan se considera el mayor factor de riesgo de ocurrencia de incendios forestales (Flores-Garnica et al., 2025b). En otras zonas (H, F y L), próximas a la franja aguacatera, se está aplicando desde hace años la estrategia de ampliar las huertas a costa del bosque (Olivares-Martínez et al., 2023), lo que resulta innegable por la presencia de plantaciones de aguacate y ollas de agua que pueden observarse en Google Earth.

La cobertura más quemada (33 %) y con los niveles de afectación más altos fue el bosque de pino (Figuras 4, 5 y 6) en zonas montañosas (Figura 1) con la mayor densidad antes de los incendios (Figura 7). En México, los incendios forestales en bosques de pino son un disturbio ecológico común que produce daños a la biodiversidad, sus servicios ecosistémicos y su producción forestal (Quintero-Gradilla et al., 2019). En los bosques de coníferas de zonas templadas, los árboles y arbustos forman camas de combustibles, cuya descomposición se ve limitada por las temperaturas frescas, lo que permite la acumulación de mantillo altamente inflamable; todo esto crea condiciones para incendios superficiales intensos o bien incendios severos de copa (Jardel-Peláez et al., 2014). Así, en

(Lewis, 2017). In the map showing the areas affected (Figure 5), it can be observed that the levels in each zone or land-cover type are not homogeneous; rather, patterns can be distinguished that appear to correspond to the terrain. This is particularly evident in pine forests in Zones C and J, as well as in Zone L and the southern part of Zone H, which contain secondary pine forest vegetation and experienced high and moderate severity.

In pine forest, when fire severity were low or moderate, relative density losses were lower than those observed in the other land-cover types (Figure 7). Likewise, the absolute NDVI loss in pine forest under moderate severity (dNDVI between 0.28 and 0.38) was lower than that reported by Sobrino et al. (2019) for the wildfire in Pontevedra (Galicia, Spain) in 2017, in pine and eucalyptus forests, where dNDVI ranged from 0.35 to 0.55. Since the density was observed by satellite and quantified as NDVI, these may have been surface fires that did not reach the tree canopies, which may facilitate ecosystem recovery. In areas with moderate severity, *Pinus* regeneration has been observed to be even greater than in unburned areas, which has been attributed to seed release promoted by high temperatures that desiccate cone tissues, as well as to the substantial reduction in the leaf litter layer, which allows seeds to come into direct contact with the soil (Flores-Rodríguez et al., 2021). For species that rely exclusively on seed-based regeneration, which may require longer recovery periods (even decades), the death of mature individuals caused by fire can limit regeneration (Rifai et al., 2024). In highly affected areas, unburned or lightly burned patches can therefore serve as seed sources, enhancing plant recovery rates (Lentile et al., 2006).

In severe fires, such as crown fires, recovery trajectories can vary considerably in forest vegetation (Rifai et al., 2024). Some *Pinus* and *Quercus* species have the ability to resprout (Martínez-Garza et al., 2022), allowing them to rapidly recover biomass and maintain a competitive ecological advantage in forests (Rifai et al., 2024). *Quercus* resprouts tend to be more successful than those of *Pinus*; the higher probability of resprouting is primarily associated with tree diameter, suggesting that high-severity fires will eliminate younger individuals that have not yet reached adequate height and diameter to resprout (Flores-Garnica et al., 2025a). On the other hand, in coniferous forests, when fires are severe, extensive gaps are formed that promote the restart of succession and stand replacement (Jardel-Peláez et al., 2014). Regrowth of understory vegetation can occur very rapidly, to the extent that, if satellite imagery acquired immediately after the fire is not available, phenological corrections to the dNBR calculation are necessary to accurately estimate fire severity (Silva-Cardoza et al., 2022).

el cerro San Ignacio, al sur de la zona C, el fuego se mantuvo activo casi dos meses, permaneciendo latente y reactivándose, lo que puede explicar la afectación alta (Jardel-Peláez et al., 2014; Lentile et al., 2006); sin embargo, en otras zonas la propagación fue más rápida, lo que dificulta la interpretación de los factores causales, los efectos del fuego y la respuesta del ecosistema (Lentile et al., 2006).

El comportamiento del fuego puede verse influenciado simultáneamente por varios factores, lo que resulta en heterogeneidad espacial vertical y horizontal de los efectos del fuego y las respuestas ecológicas posteriores (Lentile et al., 2006). Esto hace que los regímenes de incendios generalmente presenten severidad mixta, que varía con la continuidad del combustible y la tolerancia al fuego de la vegetación (Poulos et al., 2018), su diversidad e inflamabilidad, así como con la topografía y los gradientes de humedad (Lewis, 2017). En el mapa de afectaciones (Figura 5) se observa que los niveles en cada zona o cobertura no son homogéneos, sino que se distinguen patrones que parecen corresponder al relieve. Esto se observa particularmente en el bosque de pino de las zonas C y J, así como en la zona L y el sur de la zona H con vegetación secundaria de bosque de pino, donde hubo afectaciones altas y moderadas.

En el bosque de pino, cuando la afectación fue baja o moderada, las pérdidas relativas de densidad fueron menores que en las otras coberturas (Figura 7). También la pérdida absoluta de NDVI del bosque de pino en afectaciones moderadas (dNDVI entre 0.28 y 0.38) fue menor que la reportada por Sobrino et al. (2019) para el incendio de Pontevedra (Galicia, España) de 2017, en bosques de pino y eucalipto, donde el dNDVI fue de 0.35 a 0.55. Dado que se trata de la densidad observada por satélite y cuantificada como NDVI, pudo tratarse de incendios superficiales que no llegaron a las copas de los árboles, lo que puede facilitar la recuperación del ecosistema. En áreas con afectación moderada se ha apreciado regeneración de *Pinus* incluso mayor que en las no incendiadas, lo que se atribuye a la liberación de semillas, favorecida por las temperaturas altas que deshidratan los tejidos de los conos, y a la disminución considerable de la capa de hojarasca, que permite que las semillas entren en contacto directo con el suelo (Flores-Rodríguez et al., 2021). Para las especies de resiembra obligada, cuyo tiempo de recuperación es más largo (incluso décadas), cuando sus individuos maduros mueren por el fuego (Rifai et al., 2024), los parches no quemados o ligeramente quemados en regiones de afectación alta sirven como fuentes de semillas para aumentar las tasas de recuperación de las plantas (Lentile et al., 2006).

En los incendios severos, como los de copa, las trayectorias de recuperación pueden ser muy diferentes en la vegetación forestal (Rifai et al., 2024). Algunas

Fire plays an important role in the dynamics of nearly all forests, as it can contribute to the initiation of ecological succession. However, when wildfires recur in the same area every two to three years, they can damage established regeneration and disrupt the continuity of forest growth. Therefore, wildfire frequency should allow sufficient time for regeneration to become established and survive (Flores-Rodríguez et al., 2021).

Conclusions

During 2024, the main wildfires in Michoacán occurred in the Purépecha region from March 10 to June 12, primarily in the municipality of Chilchota and neighboring municipalities (VIIRS NOAA-21 data). Analysis of high-resolution satellite imagery enabled a detailed assessment of the areas affected by the fires. Some fires originated as agricultural burns or in forested areas near hiking trails or avocado orchards, suggesting negligence or intentional ignition. Pine forest was the most extensively burned land-cover type (33 % of the 18 815.43 ha burned), with 1 088.15 ha highly affected; in areas with low or moderate severity, the fires may have been surface fires, which could facilitate recovery. Some *Pinus* and *Quercus* species have the capacity to resprout, unburned patches can prove seed sources, and gaps can promote stand replacement. The information generated is useful for clarifying potential causes and designing prevention and restoration strategies, as well as forest management or governance mechanisms, such as land-use change regulations and fuel management policies.

Acknowledgments

The authors gratefully thank the funding support provided by the Coordinación de la Investigación Científica of the Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo and the Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación of Mexico for providing a graduate scholarship to the first author.

Conflict of Interest Declaration

The authors declare that they have no economic conflicts of interest or known personal relationships that could have influenced the research presented in this article.

Declaration of Artificial Intelligence (AI) Use

The authors declare that no generative AI or AI-assisted technology was used in the preparation of this manuscript.

End of English version

especies de *Pinus* y *Quercus* tienen la capacidad de rebrotar (Martínez-Garza et al., 2022), lo que les permite recuperar biomasa rápidamente y mantener una ventaja ecológica competitiva en los bosques (Rifai et al., 2024). Los rebrotes de *Quercus* tienden a ser más exitosos que los de *Pinus*; la mayor probabilidad de rebrote está asociada principalmente con el diámetro de los árboles, lo que sugiere que un incendio de alta severidad eliminará a los individuos más jóvenes que no hayan alcanzado la altura y diámetro suficiente para rebrotar (Flores-Garnica et al., 2025a). Por otra parte, en los bosques de coníferas, cuando los incendios son severos, se forman claros extensos que favorecen el reinicio de la sucesión y el remplazo de rodales (Jardel-Peláez et al., 2014). El rebrote de la vegetación baja puede ser muy rápido, tan es así que, si no se dispone de imágenes satelitales inmediatas al incendio, es necesario realizar correcciones fenológicas en el cálculo del dNBR para calcular la afectación (Silva-Cardoza et al., 2022).

El fuego tiene un papel relevante en la dinámica de casi todos los bosques, ya que actúa como un componente que reinicia el ciclo de sucesión ecológica; sin embargo, si se presenta un incendio cada dos a tres años en el mismo lugar, se afecta la regeneración ya establecida y se impide la continuidad del ciclo de crecimiento del bosque. Por eso es necesario que la frecuencia de los incendios permita el tiempo suficiente para el establecimiento de la regeneración y su supervivencia (Flores-Rodríguez et al., 2021).

Conclusiones

Durante el 2024, los principales incendios en Michoacán ocurrieron en la región purépecha del 10 de marzo al 12 de junio, mayoritariamente en el municipio de Chilchota y colindantes (datos VIIRS NOAA-21). El análisis de imágenes satelitales de alta resolución permitió el diagnóstico detallado de las zonas afectadas por incendios. Algunos incendios iniciaron como quemas agrícolas o en zonas boscosas, cerca de rutas de senderismo o de parcelas de aguacate, lo que indica negligencia o intencionalidad. El bosque de pino fue la cobertura más quemada (33 % de 18 815.43 ha quemadas), con 1 088.15 ha altamente afectadas; en las zonas de afectación baja o moderada pudo tratarse de incendios superficiales, lo que facilitaría la recuperación. Algunas especies de *Pinus* y *Quercus* tienen la capacidad de rebrotar, los parches no quemados pueden proporcionar semillas y los claros favorecen el remplazo de rodales. La información generada es útil para esclarecer posibles causas y diseñar estrategias de prevención y restauración, así como mecanismos de manejo o gobernanza forestal, tales como políticas de regulación de cambio de uso del suelo y de manejo de combustibles.

References / Referencias

- Agbeshie, A. A., Abugre, S., Atta-Darkwa, T., & Awuah, R. (2022). Una revisión de los efectos de los incendios forestales en las propiedades del suelo. *Revista de Investigación Forestal*, 33(5), 1419-1441. <https://doi.org/10.1007/s11676-022-01475-4>
- Balcázar Medina, O. E., Jardel Peláez, E. J., Vega-Nieva, D. J., Silva-Cardoza, A. I., & Cuevas Guzmán, R. (2025). Mapping soil burn severity and crown scorch percentage with Sentinel-2 in seasonally dry deciduous oak and pine forests in Western Mexico. *Remote Sensing*, 17(13), 2307. <https://doi.org/10.3390/rs17132307>
- Bravo-Espinosa, M., Mendoza, M. E., Carlón Allende, T., Medina, L., Sáenz-Reyes, J. T., & Páez, R. (2014). Effects of converting forest to avocado orchards on topsoil properties in the trans-Mexican volcanic system, Mexico. *Land Degradation & Development*, 25(5), 452-467. <https://doi.org/10.1002/ldr.2163>
- Chuvieco, E., Mouillot, F., Van der Werf, G. R., San Miguel, J., Tanase, M., Koutsias, N., García, M., Yebra, M., Padilla, M., Gitas, I., Heil, A., Hawbaker, T. J., & Giglio, L. (2019). Antecedentes históricos y desarrollos actuales para el mapeo de áreas quemadas mediante observación satelital de la Tierra. *Teledetección del Medio Ambiente*, 225, 45-64. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.02.013>
- Dong, B., Li, H., Xu, J., Han, C., & Zhao, S. (2023). Spatiotemporal analysis of forest fires in China from 2012 to 2021 based on Visible Infrared Imaging Radiometer Suite (VIIRS) active fires. *Sustainability*, 15(12), 9532. <https://doi.org/10.3390/su15129532>
- Durán Carmona, V. Sevilla Palacios, F., Espinosa Guzmán, J. M., Borgonia Aguilar, O., & Gaytán Legorreta, S. (2003). *Atlas geográfico del estado de Michoacán* (2nd. ed.) México: Secretaría de Educación del Estado de Michoacán, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo y EDDISSA.
- España-Boquera, M. L., Castro-Bleda, M. J., & España-Boquera, S. (2022). Cartografía del aguacate en Michoacán con imágenes Sentinel-2 y una metodología mixta. *Revista de Geografía Agrícola*, (69), 61-79. <https://doi.org/10.5154/r.rga.2022.69.03>
- España-Boquera, M. L., & Champo-Jiménez, O. (2016). Proceso de deforestación en el municipio de Cherán, Michoacán, México (2006-2012). *Madera y Bosques*, 22(1), 141-153. <https://doi.org/10.21829/myb.2016.221482>
- España-Boquera, M. L., Champo-Jiménez, O., & Uribe-Salas, M. D. (2024). Extensión y severidad de incendios forestales en Michoacán en 2021 a partir de imágenes Sentinel-2. *Polibotánica*, (57), 125-144. <https://doi.org/10.18387/polibotanica.57.7>
- European Space Agency (ESA). (2024). *Sentinel Application Platform (SNAP)*. <https://step.esa.int/main/download/snap-download/>
- European Space Agency (ESA). (2026). *Copernicus data space ecosystem*. <https://browser.dataspace.copernicus.eu/>
- Flores-Garnica, J., Atondo-Bueno, E., Flores-Rodríguez, A., & Orozco-Gutiérrez, G. (2025a). Evaluación de rebrotes como respuesta de restauración de un bosque de encino-pino impactado por incendios forestales. *Abanico Boletín Técnico*, 4, e2024-45. <https://abanicoacademico.com/abanicoboletintecnico/article/view/236>

Agradecimientos

A la Coordinación de la Investigación Científica de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo por el financiamiento del trabajo. A la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación de México por la beca de posgrado del primer autor.

Declaración de conflicto de intereses

Los autores declaramos que no tenemos conflictos de intereses económicos ni relaciones personales conocidas que pudieran haber influido en el trabajo presentado en este artículo.

Declaración del uso de inteligencia artificial (IA)

Los autores declaramos no haber utilizado IA generativa o tecnologías asistidas por IA para el desarrollo del presente manuscrito.

Fin de la versión en español

- Flores-Garnica, J. G., Orozco-Gutiérrez, G., & Ramírez-Ojeda, G. (2025b). Determinación de áreas de protección prioritaria basada en la densidad Kernel de incendios forestales. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 16(90), 33-60. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v16i90.1523>
- Flores-Rodríguez, A. G., Flores-Garnica, J. G., González-Eguiarte, D. R., Gallegos-Rodríguez, A., Zarazúa-Villaseñor, P., Mena-Munguía, S., Lomelí-Zavala, M. E., & Ruíz-Guzmán, E. (2021). Regeneración natural de pino y encino bajo diferentes niveles de perturbación por incendios forestales. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 12(65). <https://doi.org/10.29298/rmcf.v12i65.776>
- Galván, L., & Magaña, V. (2020). Forest fires in Mexico: An approach to estimate fire probabilities. *International Journal of Wildland Fire*, 29(9), 753-763. <https://doi.org/10.1071/WF19057>
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (2018). *Uso de suelo y vegetación, escala 1:250000, serie VII (continuo nacional)*. <https://www.inegi.org.mx/temas/ususuelo/>
- Jardel-Peláez, E. J., Pérez-Salicrup, D., Alvarado, E., & Morfín-Ríos, J. E. (2014). *Principios y criterios para el manejo del fuego en ecosistemas forestales: guía de campo*. CONAFOR. <http://www.conafor.gob.mx:8080/biblioteca/ver.aspx?articulo=727>
- Lentile, L. B., Holden, Z. A., Smith, A. M., Falkowski, M. J., Hudak, A. T., Morgan, P., Lewis, S. A., Gessler, & P. E., Benson, N. C. (2006). Técnicas de teledetección para evaluar las características de incendios activos y los efectos postincendio. *Revista Internacional de Incendios Forestales*, 15(3), 319-345. <https://doi.org/10.1071/WF05097>
- Lewis, S. A., Hudak, A. T., Robichaud, P. R., Morgan, P., Satterberg, K. L., Strand, E. K., Smith, A. M. S., Zamudio, J. A., & Lentile, L.

- B. (2017). Indicators of burn severity at extended temporal scales: A decade of ecosystem response in mixed-conifer forests of western Montana. *International Journal of Wildland Fire*, 26(9), 755-771. <https://doi.org/10.1071/WF17019>
- Llorens, R., Sobrino, J. A., Fernández, C., Fernández-Alonso, J. M., & Vega, J. A. (2021). A methodology to estimate forest fires burned areas and burn severity degrees using Sentinel-2 data. Application to the October 2017 fires in the Iberian Peninsula. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 95, 102243. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2020.102243>
- Martínez-Garza, C., Juan-Baeza, I., León-Carvajal, K., & Hernández-Hernández, M. (2022). La regeneración del bosque después de un incendio. *Inventio*, 18(44), 1-11. <https://doi.org/10.30973/inventio/2022.18.44/9>
- National Aeronautics and Space Administration (NASA). (2024). *Global fire map and data*. <https://firms.modaps.eosdis.nasa.gov/>
- Neves-daSilva, A. B., Santos-Beltrão, N. E., & Barros-Santos, L. (2023). Utilizando imagens Sentinel-2 e índices espectrais para análise de severidade em áreas queimadas de origem antrópica: um estudo no sudeste da Amazônia. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 16(01), 489-504. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v16.1.p489-504>
- Olivares-Martínez, L. D., Gomez-Tagle, A., & Perez-Salicrup, D. R. (2023). Regional drivers behind the burning of remanent forests in Michoacan avocado belt, central Mexico. *Fire*, 6(3), 81. <https://doi.org/10.3390/fire6030081>
- Ortiz-Mendoza, R., González-Tagle, M. A., Pérez-Salicrup, D. R., Aguirre-Calderón, O. A., Himmelsbach, W., & Cuéllar-Rodríguez, L. G. (2024). Comportamiento del fuego y consumo de la capa de hojarasca en bosques de pino-oyamel y pino-encino. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 15(86), 77-100. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v15i86.1485>
- Pelletier, F., Cardille, J. A., Wulder, M. A., White, J. C., & Hermosilla, T. (2024). Revisitando la temporada de incendios forestales de 2023 en Canadá. *Science of Remote Sensing*, 10, 100145. <https://doi.org/10.1016/j.srs.2024.100145>
- Piñón-Cervantes, R., España-Boquera, M. L., López-Pérez, L., Uribe-Salas, M. D., Champo-Jiménez, O., & Reyes-Tena, A. (2026). Incendios en Michoacán durante el año 2024 a partir de datos VIIRS NOAA-21. *Revista Fitotecnica Mexicana*, 49(2), 260-266. <https://doi.org/10.35196/rfm.2026.2.260>
- Poulos, H. M., Barton, A. M., Slingsby, J. A., & Bowman, D. M. (2018). Do mixed fire regimes shape plant flammability and post-fire recovery strategies? *Fire*, 1(3), 39. <https://doi.org/10.3390/fire1030039>
- QGIS Development Team. (2024). *QGIS Geographic Information System version 3.24. Open-Source Geospatial Foundation Project*. <https://www.qgis.org>
- Quintero-Gradilla, S. D., Jardel-Peláez, E. J., Cuevas-Guzmán, R., García-Oliva, F., & Martínez-Yrizar, A. (2019). Cambio postincendio en la estructura y composición del estrato arbóreo y carga de combustibles en un bosque de *Pinus douglasiana* de México. *Madera y Bosques*, 25(3). <https://doi.org/10.21829/myb.2019.2531888>
- Richardson, D., Black, A. S., Irving, D., Matear, R. J., Monselesan, D. P., Risbey, J. S., Squire D. T., & Tozer, C. R. (2022). Aumento global del potencial de incendios forestales debido a la combinación de incendios y sequías. *NPJ, Ciencias del Clima y la Atmósfera*, 5(1), 23. <https://doi.org/10.1038/s41612-022-00248-4>
- Rifai, S. W., De Kauwe, M. G., Gallagher, R. V., Cernusak, L. A., Meir, P., & Pitman, A. J. (2024). Burn severity and post-fire weather are key to predicting time-to-recover from Australian forest fires. *Earth's Future*, 12(4), e2023EF003780. <https://doi.org/10.1029/2023EF003780>
- Román, M. O., Justice, C., Paynter, I., Boucher, P. B., Devadiga, S., Endsley, A., Erb, A., Friedl, M., Gao, H., Giglio, L., Gray, J. M., Hall, D., Hulley, G., Kimball, J., Knyazikhin, Y., Lyapustin, A., Myneni, R. B., Noojipady, P., Pu, J., Riggs, G., ... Wolfe, R. (2024). Continuity between NASA MODIS Collection 6.1 and VIIRS Collection 2 land products. *Remote Sensing of Environment*, 302, 113963. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2023.113963>
- Rosales-Mata, S., González-Tagle, M. A., & Alanís-Rodríguez, E. (2021). Efecto de los incendios forestales en la diversidad estructural en bosques de Durango, México. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales*, 17(2), 49-54. <https://doi.org/10.33154/rln.2021.02.02>
- RStudio (2024). *RStudio education*. <https://education.rstudio.com>
- Silva-Cardoza, A. I., Vega-Nieva, D. J., Briseño-Reyes, J., Briones-Herrera, C. I., López-Serrano, P. M., Corral-Rivas, J. J., Parks, S. A., & Holsinger, L. M. (2022). Evaluating a new relative phenological correction and the effect of sentinel-based earth engine compositing approaches to map fire severity and burned area. *Remote Sensing*, 14(13), 3122. <https://doi.org/10.3390/rs14133122>
- Sobrino, J. A., Llorens, R., Fernández, C., Fernández-Alonso, J. M., & Vega, J. A. (2019). Relación entre la severidad de la quema del suelo en incendios forestales medida in situ y mediante índices espectrales de teledetección. *Forests*, 10(5), 457. <https://doi.org/10.3390/f10050457>
- Yılmaz, Ç. Ş. (2025). Assessment of burned area and fire severity using Sentinel-2 imagery: Case studies from Türkiye's summer 2025 wildfires. *Türk Uzaktan Algılama ve CBS Dergisi*, 6(2), 300-314. <https://doi.org/10.48123/rsgis.1751391>
- Zhang, X., Fan, J., Zhou, J., Gui, L., & Bi, Y. (2023). Mapping fire severity in southwest China using the combination of sentinel 2 and gf series satellite images. *Sensors*, 23(5), 2492. <https://doi.org/10.3390/s23052492>